

Tamaños poblacionales y regeneración de *Prunus lusitanica* L. en el noreste de la Península Ibérica

Juan Antonio Calleja Alarcón

Universidad Autónoma de Barcelona

Departamento de Biología Animal, de Biología Vegetal y de Ecología

juan.calleja@gmail.com

juanantonio.calleja@uab.cat



Manuscrito recibido en febrero de 2011

Resumen

En el noreste de la península Ibérica se localizan plantas relacionadas con la flora y vegetación subtropical del Terciario como el árbol de hoja perenne *Prunus lusitanica* L. En este trabajo se aportan datos precisos del tamaño de sus poblaciones, su estructura y reclutamiento poblacional y su capacidad de regeneración asexual y se proponen algunas medidas para avanzar en su conservación.

Se registran algo más de 1000 ejemplares, repartidos en 12 poblaciones que no parecen presentar limitaciones en el reclutamiento poblacional pues suelen abundar los individuos juveniles. Además, presenta regeneración asexual mediante rebrotes basales y acodos que es muy variable entre individuos y poblaciones.

Palabras clave: demografía; reclutamiento; planta relict; reproducción vegetativa; Paleosubtropical.

Abstract. *Population sizes and regeneration of Prunus lusitanica L. in the North East of the Iberian Peninsula*

The northeast of the Iberian Peninsula is home to the evergreen cherry tree *Prunus lusitanica* L., an emblematic relict tree species related to the Tertiary flora. This study provides precise data on its population sizes, demographic structure, population recruitment and asexual regeneration capacity. In addition, some management recommendations are proposed for the conservation of the species.

In total, over 1000 individuals have been recorded, distributed in 12 populations. Despite of the small population sizes no recruitment limitation has been detected since juveniles are the most abundant in most of the studied populations. *Prunus lusitanica* also shows asexual regeneration by means of layering shoots and basal shoots and is highly variable among individuals and populations.

Keywords: demography; recruitment; relict plant; vegetative reproduction; Paleosubtropical.

Introducción

En la Península Ibérica se reconocen diversos elementos florísticos entre los que destaca por su singularidad el Paleosubtropical (Costa-Tenorio et al., 1997). Está integrado por especies relacionadas con una flora y vegetación adaptadas a unas condiciones climáticas cálidas y húmedas que predominaron en amplias áreas del centro y sur de Europa durante gran parte del Paleógeno (Mai, 1991; Barrón & Peyrot, 2006). No obstante, los cambios climáticos que se produjeron a lo largo del Mioceno y Plioceno y las crisis térmicas del Cuaternario provocaron casi su total desaparición (Van der Hammen et al., 1971; Mai, 1991; Postigo Mijarra et al., 2009). Hoy día solo quedan algunas especies que sobreviven en diversos enclaves del sur de Europa (Weiss & Ferrand, 2007).

Prunus lusitanica L., también conocido como loro o *llorer bord*, se considera un representante típico del elemento florístico Paleosubtropical relacionado con la flora y vegetación de afinidad subtropical del Terciario (Allorge, 1947; Pignatti, 1978; García-Antón et al., 2002). Se trata de un árbol de hoja lauroide y perenne localizado de manera muy fragmentada en el norte y oeste de la Península Ibérica, en el Rif de Marruecos y en los archipiélagos macaronésicos de Canarias, Madeira y Azores (Font Quer, 1928; Franco, 1964). En el noreste de la Península Ibérica, fundamentalmente en Cataluña, la presencia de poblaciones de *P. lusitanica* se conoce desde hace décadas (Font Quer, 1949) y son de un notable interés biogeográfico pues constituyen un núcleo muy aislado situado en el extremo oriental de la distribución mundial de la especie. Dada su singularidad, la planta está estrictamente protegida en Les Guílleries (Decreto 328/1992, Decreto 172/2008) y se considera especie amenazada en el conjunto del territorio catalán (Sáez et al., 2010). Por ello y ante los riesgos relacionados con el cambio climático (Thomas et al., 2004; Calleja et al., 2009), esta especie precisaría un detallado conocimiento de su distribución, abundancia y dinámica poblacional para cumplir con los requisitos imprescindibles para una evaluación de viabilidad poblacional (Menges & Gordon, 1996; Maschinski et al., 2006). Sin embargo, las poblaciones catalanas de *P. lusitanica* están poco estudiadas. Aunque existe abundante información corológica (Bolòs, 1956; López i Cortijo, 1987; 1991; Gutiérrez i Perearnau & Sáez, 1994; Gutiérrez i Perearnau & Sáez Goñalons, 1996; Santiago Beltrán, 2001; Batriu et al., (en prensa)) sólo se dispone de aportaciones parciales sobre su abundancia y regeneración (Gutiérrez i Perearnau & Sáez, 1994; Santiago Beltrán, 2001; Pie, 2005; Calleja et al., 2009).

El presente trabajo contribuye al conocimiento demográfico y capacidad de regeneración de *P. lusitanica* en el noreste de la Península Ibérica. En primer lugar se presenta una cifra actualizada del número de poblaciones e individuos; a continuación se describe la estructura demográfica para las poblaciones más nutridas y se analiza si el reclutamiento poblacional está limitado; posteriormente se aportan datos sobre la regeneración asexual, se analizan posibles diferencias entre distintas poblaciones y la relación con el tamaño de los ejemplares de loro; finalmente se aportan sugerencias para continuar profundizando en el estudio y conservación de la especie.

Material y métodos

Área de estudio

En el noreste de la Península Ibérica el loro está localizado en las cuencas de los ríos Tordera, Osor, Ter y Congost que drenan el Macizo del Montseny, Les Guílleries y Collsacabra, en las provincias de Barcelona y Girona. El relieve es muy accidentado y existe un amplio desnivel (150-1700 m). La litología dominante es de origen paleozoico y de naturaleza ácida, predominando los granitos (<http://www.icc.es>). El clima es mediterráneo con una sequía estival muy atenuada por las precipitaciones veraniegas (Font, 1983).

Las poblaciones de loro se encuentran fundamentalmente en enclaves con una topografía abrupta y elevada humedad ambiental. Se instalan preferentemente en las orillas e inmediaciones de cursos de escasa entidad y en el entorno de manantiales en ladera, entre los 350 y los 900 m. En este amplio rango altitudinal la temperatura media anual oscila entre los 12 y 16 °C y la precipitación media anual varía entre los 800 y 1100 mm (<http://www.meteo.cat>).

Los loros se encuentran inmersos en un paisaje vegetal eminentemente forestal, dominado por las frondosas. En las áreas más bajas e insoladas abundan las formaciones de alcornoque (*Quercus suber* L.) y alsina (*Q. ilex* L. subsp. *ilex*) y en las zonas altas y frescas cobran relevancia los alsinares, formaciones mixtas con robles pubescentes (*Quercus pubescens* Willd.), hayedos (*Fagus sylvatica* L.) y otras especies montanas de óptimo eurosiberiano (p. ej. *Fraxinus excelsior* L.). El loro, al ser una especie edafohigrófila, participa principalmente en formaciones dominadas o codominadas por alisos (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), avellanos (*Corylus avellana* L.), fresnos (*Fraxinus excelsior* L.), sauces (*Salix atrocinerea* Brot.) y acebos (*Ilex aquifolium* L.) (Bolòs, 1956; Calleja & Sainz, 2009). En numerosas ocasiones se extienden también por laderas muy umbrosas pero con el suelo algo más seco, conviviendo con alsinas, olivillas (*Phillyrea latifolia* L.) y madroños (*Arbutus unedo* L.). En todos los casos son habituales las enredaderas y los arbustos trepadores (*Clematis vitalba* L., *Hedera helix* L., *Lonicera periclymenum* L. subsp. *hispanica* (Boiss. & Reuter) Nyman, *Rubus* sp. pl.), los helechos (especialmente *Polystichum setiferum* (Forssk.) Woynt.) y los cárices (*Carex sylvatica* Huds.) (Bolòs, 1956; Calleja & Sainz, 2009). Por otra parte, son también relativamente frecuentes las plantaciones de castaños (*Castanea sativa* Mill.), coníferas (*Pinus* L.), chopos (*Populus x canadensis* Moench), plátanos (*Platanus orientalis* L. var. *orientalis* Aiton.) y poblaciones naturalizadas de *Robinia pseudoacacia* L.

Recopilación de datos y censos

En primer lugar se recopiló toda la información corológica disponible tanto en publicaciones (López i Cortijo, 1987; 1991; Bolòs et al., 1995; Gutiérrez i Perearnau & Sáez Goñalons, 1996; Batriu et al., (en prensa)) como en informes (Gutiérrez i Perearnau & Sáez, 1994) y otras obras inéditas (Santiago-Beltrán, 2001). Paralelamente, se contó con la colaboración de expertos como César Gutiérrez,

Llorenç Sáez y José M. Blanco Moreno para localizar algunas de las poblaciones de *P. lusitanica*.

En segundo lugar se realizaron los censos. Puesto que el loro presenta regeneración vegetativa mediante rebrotes basales y acodos, se consideraron como un único individuo o cepa todos aquellos troncos y rebrotes que compartían aparentemente un mismo sistema radical y todos los acodos que, aunque tuvieran sus propias raíces, se mantenían conectados mediante ramas a su individuo progenitor. Se reunieron en una población todos los pies aislados y las agrupaciones de loros distanciados entre sí menos de 1 km. En todos los casos se descartaron las plántulas pues su abundancia fue muy variable entre las fechas de muestreo de cada población como para poder realizar comparaciones; así mismo, su detectabilidad fue muy reducida en numerosas poblaciones de loro debido a la abundancia de zarzas y otros arbustos que cubrían importante extensiones de suelo.

Estructura demográfica

Para obtener información sobre la estructura demográfica y la regeneración sexual se seleccionaron todas las poblaciones con más de 5 individuos exceptuando aquellas que estaban severamente alteradas. En cada una de ellas se clasificaron todos o gran parte de los individuos (26-290) en función del diámetro —a una altura de 1.30 m— del tronco de mayor tamaño (en el caso de que presentara rebrotes basales o acodos). Las clases de tamaño fueron cinco: 0-5, >5-10, >10-15, >15-20, >20 cm. Se asume que el diámetro del tronco es un buen indicador no sólo de la edad del individuo (Ogden, 1981; Bininsegna et al., 1989; Gené et al., 1993; Blanco et al., 1994) sino también de parámetros demográficos fundamentales como la reproducción y la supervivencia (Harper, 1977; Gatsuk et al., 1980; Kirkpatrick, 1984; Harcombe, 1987; Silvertown & Charlesworth, 2001; García, 2002). Además, se consideran juveniles los individuos cuyo tronco más grueso no superaba los 5 cm de diámetro pues no suelen producir semillas (Calleja, 2006).

Regeneración asexual

La regeneración asexual se caracterizó en tres poblaciones: Can Verbolades (Gi; 31TDG6142; 500-680 m), Les Planiques (B; 31TDG6049, 6149, 6150; 360-750 m) y Sant Pere Desplà (Gi; 31TDG5632, 5732; 480-620 m), para las que se consideran 306 cepas: 46, 67 y 193 respectivamente. En cada una de ellas se anotó el número de rebrotes basales y acodos.

Se consideraron rebrotes basales aquellos que surgían en la sección del tronco que limita con el desarrollo de las raíces y que se encontraban justo por encima o por debajo del suelo (Del Tredici, 2001). Presentan un crecimiento vertical indefinido con un desarrollo normal de hojas, flores y frutos (Del Tredici, 2001). Por otra parte, se reconocieron como acodos los rebrotes que surgían en troncos o ramas que eventualmente contactan con el suelo. Al igual que los rebrotes basales, crecen de manera indefinida, llegan a producir semillas y se consideran igualmente parte del individuo o cepa progenitora (Del Tredici, 2001).

Para analizar posibles diferencias en el número de rebrotes entre distintas poblaciones se realiza el test no paramétrico de Kruskal-Wallis en el que la variable respuesta es el número de rebrotes y la variable categórica explicativa es la población (Can Verbolades, Les Planiques y Sant Pere Desplà). El test se efectúa para el número total de rebrotes por cepa, el número de rebrotes basales por cepa y el número de rebrotes de acodo. Por otra parte, se analiza qué tipo de rebrote (basal o de acodo) es más frecuente en las mismas poblaciones (y con el tamaño muestral anteriormente descrito) mediante un ANOVA no paramétrico (*Friedman* ANOVA). Finalmente, para evaluar el posible efecto del tamaño de las cepas en el número de rebrotes que poseen, se realiza un análisis de correlación no paramétrico (*R* de *Spearman*) entre el diámetro (eje mayor a 1.30 m de altura) del individuo más grande de cada cepa y el número total de rebrotes basales y acodos; en este análisis se incluyen 177 cepas de dos poblaciones (Can Verbolades y Sant Pere Desplà) y el diámetro se mide con un pie de rey con una precisión de 0,1cm.

Resultados

Abundancia y estructura poblacional

Los tamaños poblacionales aportados en el presente estudio son más precisos y más elevados que los recogidos en trabajos anteriores (Tabla 1). Contando con todos ellos, se obtienen cerca de 1.000 ejemplares de loro repartidos en 12 poblaciones. La mayoría de estas poblaciones están integradas por pocos individuos y únicamente dos superan los 200 ejemplares (Tabla 1).

En general, se constata la existencia de reclutamiento poblacional en el conjunto de las poblaciones de loros (Figura 1h). La clase “juvenil” predomina en todas las poblaciones consideradas salvo en la de Turó de Morou (Figura 1g).

Regeneración asexual

La regeneración asexual es muy variable en los loros, coexistiendo ejemplares sin rebrotes con otros que llegan a presentar cerca de 40 vástagos (Tabla 2). Así mismo, se detectan diferencias significativas entre las tres poblaciones estudiadas (Tabla 2), tanto en el número total de rebrotes ($H(g.l.=2)=13.08$, $p<0.05$) como en el de rebrotes basales y acodos ($H(g.l.=2)=10.49$, $p<0.05$; $H(g.l.=2)=10.49$ $p<0.05$ respectivamente); en todos los casos destaca la población de Sant Pere Desplà, especialmente con respecto a la población Can Verbolades (Tabla 2).

Por otra parte, se observa que la regeneración desde la base de los troncos es más frecuente que el desarrollo de acodos en el conjunto de las tres poblaciones (ANOVA $\chi^2(g.l.=1)=48.29$, $p<0.001$) y en cada una de ellas analizadas por separado (Can Verbolades: ANOVA $\chi^2(g.l.=1)=11.0$, $p<0.001$; Les Planiques: ANOVA $\chi^2(g.l.=1)=8.05$, $p<0.01$; Sant Pere Desplà: ANOVA $\chi^2(g.l.=1)=31.02$, $p<0.001$).

El tamaño parece ser un factor que explica parte de la variabilidad observada en el número de rebrotes que componen las cepas de loro. Tanto el número total

Tabla 1. Tamaños poblacionales de *Prunus lusitanica*. Para cada población se muestra el municipio, la provincia (B=Barcelona, GI=Girona), las coordenadas UTM 1x1 km y las cifras poblacionales aportadas por otros autores y las obtenidas en el presente trabajo. Con guión se indican las poblaciones sin datos poblacionales. La población Turó de Muró aparece segregada en tres barrancos pues en los estudios anteriores se consideraban poblaciones diferentes.

Población	Municipio (Provincia)	Coordenadas	Santiago Beltrán 2001	Gutiérrez & Sáez 1994	Datos propios
Can Formiga	Santa Coloma de Farners (GI)	31TDG6532	–	35	21
Can Pellerina	Osor (GI)	31TDG6342	«rodales y pies sueltos»	–	38
Can Verbolades	Osor (GI)	31TDG6142	«rodal denso»	–	47
Les Planiques	Rupit-Pruit (B)	31TDG6049 31TDG6149 31TDG6150	–	–	169
Riera del Purgatori	Tagamanent (B)	31TDG4023	–	1-10	–
Riu del Teix	Montseny (B)	31TDG5026	«2 rodalillos»	6-7	26
St. Pere Desplà	Arbúcies (GI)	31TDG5632 31TDG5732	«15.000 m ² »	–	290
Sot de La Nou	Arbúcies (GI)	31TDG5530	«no hay loros»	11-50	35
Sot de Lloredes	Fogars de Montclús (B)	31TDG5025 31TDG5125	«unos 100»	11-50	122
Sot dels Bruguers	El Brull (B)	31TDG4427	15	1-10	–
Sot dels Rentadors	Viladrau (GI)	31TDG4631	–	1-10	2
Turó de Morou: Sot Bassa del Tombo	Riells de Montseny (GI)	31TDG5824	–	25	78
Turó de Morou: Sot l'Escala	Riells de Montseny (GI)	31TDG5825 31TDG5725	«rodalillos y pies dispersos»	>50	170
Turó de Murou: Sot Pla de Saba	Riells de Montseny (GI)	31TDG5824 31TDG5724	–	11-50	29
Total				152-297	> 1027

de rebrotes ($R=0.22$, $p<0.01$) como el número de rebrotes basales y el número de acodos ($R=0.20$, $p<0.01$; $R=0.16$, $p<0.05$, respectivamente) es mayor en cepas con troncos más gruesos. No obstante, hay una elevada proporción de cepas que, con independencia de su tamaño, carecen de rebrotes o presentan muy pocos (Figura 2).

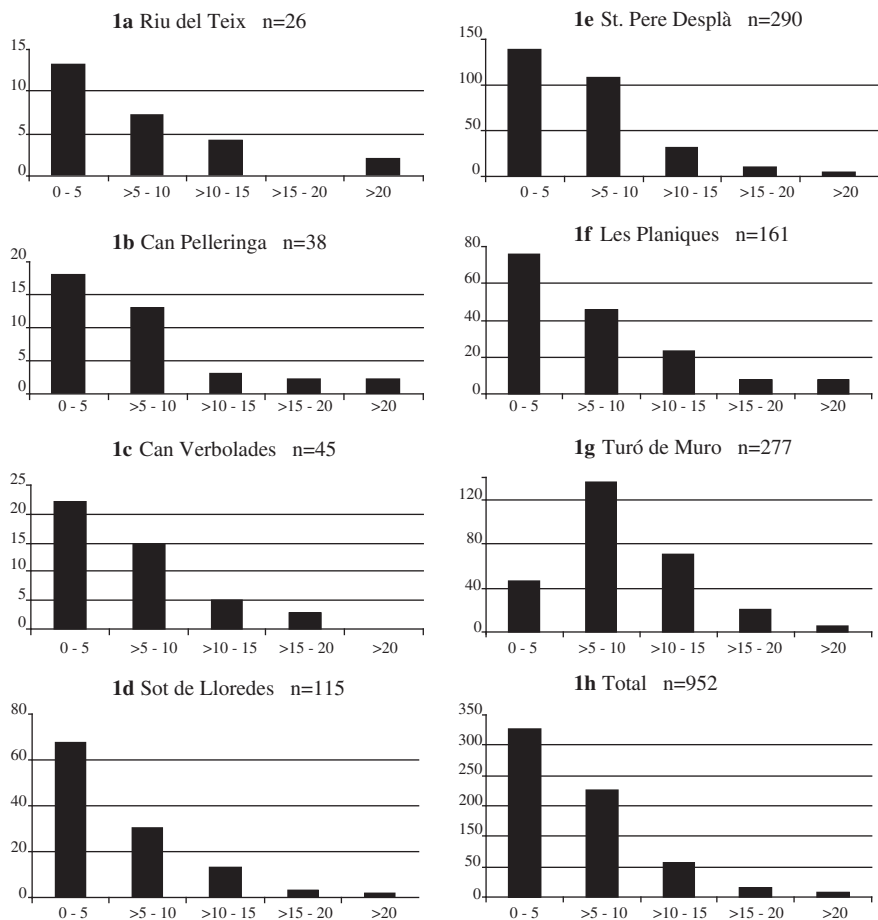


Figura 1. Estructura poblacional de *Prunus lusitanica* en siete poblaciones y en su conjunto. Para cada población y para el total de las poblaciones consideradas se indica el tamaño muestral. El eje vertical refleja el número de individuos registrado en cada una de las cinco clases de tamaño en función del diámetro (cm) a la altura de 1,3 m de altura que están indicadas en el eje horizontal.

Discusión

Abundancia y estructura poblacional

Las especies relictas o aquellas que están en el límite de su óptimo ecológico, suelen aparecer de manera dispersa, con poblaciones integradas por pocos individuos (Berger & Walther, 2006; Delgado & Plaza, 2006; Lázaro & Traveset, 2006) y así parece que sucede también con el loro en el NE de la Península. Las contribuciones corológicas por sí solas indican que se trata de una especie con una

Tabla 2. Regeneración asexual de *Prunus lusitanica*. Para tres poblaciones, se presenta el número de individuos muestreados y, entre paréntesis, en número de individuos con rebrotes. A continuación se indican los valores medios, desviación estándar, mínimo y máximo del número total de rebrotes por cepa, número de rebrotes basales por cepa y número de acodos por cepa para cada población.

Población	N	Nº total de rebrotes		Nº rebrotes basales		Nº de acodos	
		Media \pm Dev. Est.	Min - Max	Media \pm Dev. Est.	Min - Max	Media \pm Dev. Est.	Min - Max
Can Verbolades	43	1,5 \pm 1,1	0 - 6	0,8 \pm 1,5	0 - 6	0	0 - 0
Les Planiques	67	2,6 \pm 3,1	0 - 19	1,5 \pm 2,5	0 - 9	0,5 \pm 1,7	0 - 12
St. Pere Desplà	187	3,7 \pm 5,4	0 - 38	1,9 \pm 2,9	0 - 19	1,2 \pm 4,1	0 - 34
Total	297	3,1 \pm 4,6	0 - 38	1,7 \pm 2,7	0 - 19	0,9 \pm 3,3	0 - 34

presencia escasa en el NE de la Península (Bolòs, 1956; López i Cortijo, 1987; 1991; Gutiérrez i Perearnau & Sáez, 1994; 1996; Santiago-Beltrán, 2001; Batriu et al., [en prensa]). Los datos del presente estudio revelan, además, un reducido tamaño poblacional repartido en núcleos integrados por muy pocos individuos, como ocurre en buena parte de las poblaciones de la península Ibérica (Calleja et al., 2009).

De acuerdo con el pequeño tamaño de las poblaciones en el NE de la Península, sería plausible encontrar también un reclutamiento deficiente. Sin embargo, en la mayoría de las poblaciones de loro se observa un elevado número de individuos juveniles y la distribución de frecuencias de tamaños resultante se asemeja a una “J” invertida. Puesto que esta estructura poblacional es la esperable en las poblaciones de especies longevas (Niklas et al., 2003; Plieninger et al., 2003), se deduce que el reclutamiento poblacional no está limitado a diferencia de lo registrado en otras plantas o poblaciones relictas ibéricas (García & Zamora, 2003; Arrieta & Suárez, 2006; Calleja, 2006; Pulido et al., 2008). La única población estudiada con escasa regeneración es Turó de Morou (véase también Pie, 2005). Esta población posiblemente difiere del resto por haber estado pastoreada intensamente por cabras hasta fechas recientes (obs. per.). El pastoreo por ganado doméstico y cinegético es uno de los factores más determinantes en la falta de regeneración de las poblaciones de loro y otras leñosas ibéricas (Charco García, 2002; García-Herrera & López-Izquierdo, 2005; Gómez-Aparicio et al., 2005; Calleja et al., 2008).

La ausencia de limitaciones en el reclutamiento contrasta con los exigüos tamaños poblacionales del loro en el NE de la Península. Son diversos los factores que pueden determinar la rareza de una especie pese a que haya una adecuada regeneración (Rabinowitz, 1981; Levin, 2000). En el caso del loro se propone que su origen subtropical restringe su presencia actual a enclaves refugio con un microclima excepcional y similar al que pudo disfrutar en periodos pretéritos más favorables (García-Antón et al., 2002). Sin embargo, la modelización del nicho climático a escala ibérica revela un área potencial mayor que la ocupada hoy en

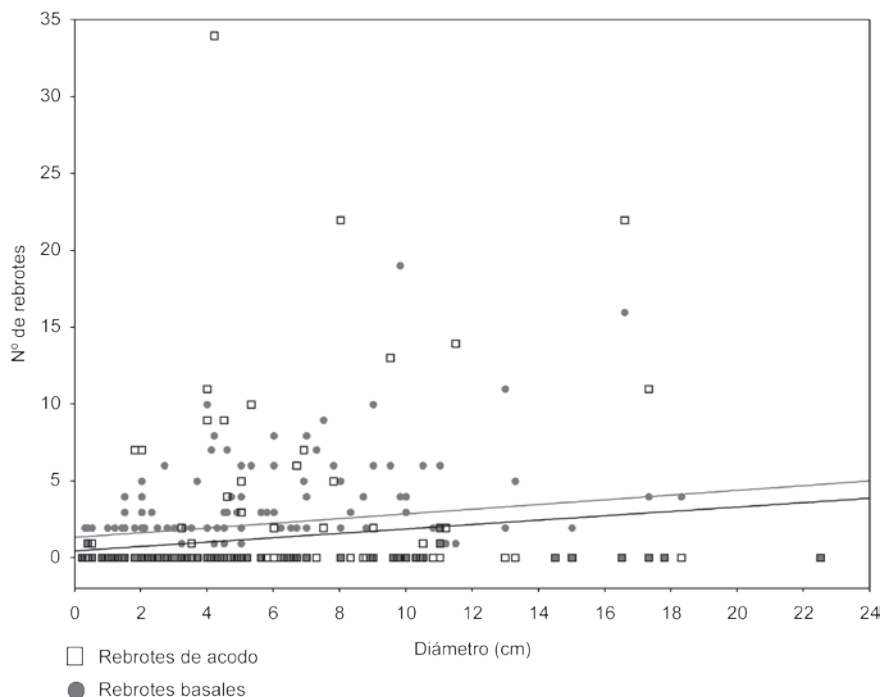


Figura 2. Correlación entre el tamaño del individuo más grande de la cepa de loro y el número total de rebrotes. Se muestran las líneas de ajuste de la correlación no paramétrica del número de rebrotes basales (en gris) y del número de rebrotes de acodo (en negro).

día (Calleja et al., 2009). Esta discordancia podría deberse a que, en ocasiones, las plantas relictas han podido sufrir la pérdida de interacciones con distintos componentes del ecosistema original (polinizadores, dispersantes, etc.) sin que se haya producido un remplazo eficiente (Hampe et al., 2003). Por otra parte, también se debe considerar el efecto de las múltiples alteraciones humanas históricas y presentes que se registran en las regiones en las que aparece el loro (Calleja et al., 2009; Sáez et al. 2010).

Regeneración asexual

La regeneración asexual es una característica en ocasiones poco estudiada pese a la trascendencia que tiene en la dinámica poblacional de innumerables plantas incluyendo especies raras y amenazadas (Weekley & Race, 2001; Del Tredici, 2001; Iriondo et al., 2009; Clarke et al., 2010). Del presente estudio se desprende que el loro muestra una notable capacidad para producir nuevos vástagos a partir de yemas basales o mediante acodos. *A priori*, por tratarse de una planta relictas, podría ser una respuesta para compensar limitaciones en el reclutamiento pobla-

cional debido al estrés abiótico (Eriksson, 1997; Weekley & Race, 2001; Mejías et al., 2002; Bond & Midgley, 2003; García & Zamora, 2003). Sin embargo, las poblaciones de loro estudiadas no muestran precisamente problemas de regeneración sexual. Así, otros factores podrían ser más determinantes en su desarrollo y los causantes de las diferencias observadas entre individuos y entre poblaciones. El tamaño de la planta madre parece ser un factor que se correlaciona de manera significativa con la presencia de un mayor número de rebrotes pues un mayor tamaño suele ser resultado de una historia vital más larga y supone una mayor disponibilidad de recursos para desarrollar nuevos vástagos (Bullock, 1980; Chazdon, 1992; Bond & Midgley, 2001). No obstante, en el caso del loro se aprecia también que, con independencia del tamaño, una importante proporción de cepas presenta un número similar de rebrotes como sucede en otras plantas (Mendoza & Franco, 1998; Svenning, 2000). Deben, por tanto, influir también otras causas como por ejemplo las perturbaciones (Bond & Midgley, 2003). En este sentido, las poblaciones de loro de Cataluña se encuentran en áreas forestales que históricamente han sufrido talas recurrentes para la obtención de carbón (Gutiérrez i Perearnau, 1996); además, hoy día sufren cortas localmente –a veces a matarrasa– con motivo de claros forestales (Calleja et al., 2009; Sáez et al., 2010). Por otra parte, la fuerte pendiente y la inestabilidad de las orillas en las que habitualmente se instalan (Calleja & Sainz, 2009) podría favorecer su caída y desarrollo de rebrotes y acodos, comportándose como las especies típicas de medios fluviales (Koop, 1987).

Aunque aun está por discernir qué factores o interacciones de factores desencadenan el desarrollo de rebrotes en el loro, se constata que en cada población hay un conjunto de individuos que poseen un banco de rebrotes que perdura varios años y que facilita el remplazo de los vástagos que dentro de una misma cepa se van muriendo favoreciendo así la autoregeneración (obs. per.). Pese a no tener evidencias directas que lo demuestren, posiblemente la regeneración asexual sea uno de los factores que ayude a entender la persistencia del loro en periodos muy desfavorables (Del Tredici et al., 1992; Bond & Midgley, 2001; Weekley & Race, 2001; García & Zamora, 2003). De hecho, otros árboles lauroides también considerados relictos en la Península Ibérica, como el laurel (*Laurus nobilis* L.) y el hojaranzo (*Rhododendron ponticum* L.) presentan igualmente una gran capacidad para rebrotar y acumular vástagos (Erfmeier & Bruelheide, 2004; Rodríguez-Sánchez et al., 2008).

Medidas de conservación

La condición de relictos subtropical otorga a *Prunus lusitanica* una notable relevancia paleofitogeográfica que justifica la necesidad de su estudio y conservación (Font Quer, 1949; Calleja, 2006). Con el presente trabajo se pone de manifiesto que pese al reducido tamaño de sus poblaciones no hay problemas de regeneración. No obstante, las poblaciones de loro no están exentas de amenazas y agresiones, fundamentalmente humanas (Calleja et al., 2008; Sáez et al., 2010). Aunque actualmente en Cataluña la mayoría de las poblaciones gozan de protec-

ción legal (Decreto 328/1992, Decreto 172/2008) hay tres poblaciones (Les Planiques, Sant Pere Desplà y Can Formiga) con un importante número de loros que no están consideradas. Además, tanto fuera como dentro de los espacios naturales donde la especie está protegida se detectan diversas agresiones, especialmente talas, que llegan a afectar a toda una población (Sáez et al. 2010). Por ello, en primer lugar, se hace necesario un mayor control por parte de las administraciones competentes sobre el manejo de la flora y vegetación de las fincas en las que está localizada la especie. En segundo lugar, sería conveniente profundizar en la caracterización de los requerimientos ambientales de *Prunus lusitanica* y en el conocimiento de su demografía, biología reproductiva y biología dispersiva. Un mejor conocimiento de sus preferencias de hábitat, especialmente a partir de las poblaciones en las que se ha comprobado una adecuada regeneración, facilitaría la elaboración de un mapa de idoneidad para posibles refuerzos poblacionales. Por otra parte, en un marco temporal amplio, se debería abordar un seguimiento demográfico regular de individuos marcados para poder proyectar su tendencia poblacional. Esta, en principio, parece ser positiva; sin embargo, dicha tendencia se puede ver modificada ante el inminente cambio climático y su impacto en la vegetación del Montseny (Peñuelas & Boada, 2003). Paralelamente, sería importante caracterizar los cortejos polinizadores y dispersantes y evaluar su eficiencia en la producción de semillas y en el reclutamiento poblacional (Bustamante & Canals, 1995; Gómez et al., 2007). Idealmente, todo este conjunto de medidas aquí sugeridas deberían estar enmarcadas en un plan de conservación acorde con la figura de protección (Vulnerable) propuesta para Cataluña (Sáez et al., 2010).

Agradecimientos

Gran parte de este trabajo se desarrolló bajo la dirección de Helios Sainz y con el apoyo de de Monserrat Roura. Agradezco igualmente la valiosa información aportada por parte de Llorenç Sáez y Ramón Santiago y la ayuda en campo de César Gutiérrez y José M. Blanco para localizar determinadas poblaciones de *Prunus lusitanica*.

Bibliografía

- Allorge, P. 1947. Essai de Bryogéographie de la Péninsule Ibérique. Encyclopédie Biogéographique et Écologique 1: 1-105 e pl I-VIII.
- Arrieta, S.; Suarez, F. 2006. Marginal holly (*Ilex aquifolium* L.) populations in Mediterranean central Spain are constrained by a low-seedling recruitment. *Flora* 201: 152-160.
- Barrón, E.; Peyrot, D. 2006. La vegetación forestal en el Terciario. In: J.S. Carrión, S. Fernández, N. Fuentes (eds.). Paleoambientes y cambio climático. Fundación Séneca - Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia. Murcia. p. 54-76.
- Batriu, E.; Blanco-Moreno, J.M.; Mercadé, A. & Pérez-Haase, A. (en prensa). Notes breus (flora): Aportació al coneixement florístic de les Guilleries i del Collsacabra (Catalunya oriental), III. Butll. Inst. Catalana Hist. Nat. 76.
- Berger, S.; Walther, G.R. 2006. Distribution of evergreen broad-leaved woody species in Insubria in relation to bedrock and precipitation. *Bot. Helv.* 116: 65-77.

- Bininsegna, J.A.; Villalba, R.; Amarilla, L.; Ocampo, J. 1989. Studies in tree rings, growth rates and age-size relations of tropical tree species in misiones, Argentina. IAWA Bull. 10: 161-169.
- Blanco, M.; Loza, A.; Pantión, S. 1994. Contribución al conocimiento de la ecología de *Rhododendron ponticum* L. subsp. *baeticum* (Boiss. & Reuter) Hand.-Mazz en el Campo de Gibraltar. Almoraima 11: 223-242.
- Bolòs, O. 1956. De vegetatione Notulae, II. Collectanea Botanica 5: 195-268.
- Bolòs, O.; Font, X.; Pons, X.; Vigo, J. 1995. Atlas corològic de la flora vascular dels Països Catalans. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- Bond, W.J.; Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. Trends Ecol. & Evol. 16: 45-51.
- Bond, W.J.; Midgley, J.J. 2003. The evolutionary ecology of sprouting in woody plants. Int. J. Pl. Sci. 164: 103-114.
- Bullock, S.H. 1980. Demography of an Undergrowth Palm in Littoral Cameroon. Biotropica 12: 247-255.
- Bustamante, R.O.; Canals, M. 1995. Dispersal quality in plants: how to measure efficiency and effectiveness of a seed disperser. Oikos 73: 133-136.
- Calleja, J.A. 2006. Geobotánica, Estructura Demográfica, Conservación y Biología Predispositiva de *Prunus lusitanica* L. en la Península Ibérica, Biología, Facultad de Ciencias. UAM. Madrid, p. 266.
- Calleja, J.A.; Domínguez, F.; Sainz, H. 2008. *Prunus lusitanica* L. In: A.Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno, S. Ortiz (eds.). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España, Addenda 2008. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. p. 110-111.
- Calleja, J.A.; Garzon, M.; Sainz, H. 2009. A Quaternary perspective on the conservation prospects of the Tertiary relict tree *Prunus lusitanica* L. J. Biogeogr. 36: 487-498.
- Calleja, J.A.; Sainz, H. 2009. Análisis e interpretación geobotánica de la estructura y composición florística de las loreras ibéricas. Ecología 22: 45-71.
- Clarke, P.J.; Lawes, M.J.; Midgley, J.J. 2010. Resprouting as a key functional trait in woody plants – challenges to developing new organizing principles. New Phytol. 188: 651-654.
- Costa-Tenorio, M.; Morla, C.; Sainz, H. 1997. Los bosques ibéricos. Planeta. Barcelona.
- Charco García, J. 2002. Una introducción al estudio de la velocidad de regeneración natural del bosque mediterráneo y de los factores antropozoógenos que la condicionan. In: J. Charco García (ed.). La regeneración natural del bosque mediterráneo en la península Ibérica. ARBA & Ministerio de Medio Ambiente. Ciudad Real. p. 115-152.
- Chazdon, R.L. 1992. Patterns of growth and reproduction of *Geonoma congesta*, a clustered understory palm. Biotropica 24: 43-51.
- Decreto 328/1992, de 14 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de espacios de interés Natural. DOGC 1714, 1.3.1993: 1544-1551.
- Decreto 172/2008, de 26 de agosto, de creación del Catálogo de lora amenazada de Cataluña. DOGC 5204, 28.8.2008: 65881-65895.
- Delgado, A.J.; Plaza, L. 2006. Helechos amenazados de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Del Tredici, P. 2001. Sprouting in temperate trees: A morphological and ecological Review. Bot. Rev. 67: 121-140.
- Del Tredici, P.; Ling, H.; Yang, G. 1992. The Ginkgos of Tian Mu Shan. Conserv. Biol. 6: 202-209.

- Erfmeier, A.; Bruelheide, B. 2004. Comparison of native and invasive *Rhododendron ponticum* populations: growth, reproduction and morphology under field conditions. *Flora* 109: 120-133.
- Eriksson, O. 1997. Clonal life histories and the evolution of seed recruitment. In: H. de Kroon, J. van Groenendaal (eds.). *The ecology and evolution of clonal plants*. Backhuys Publishers. Leiden. p. 211-226.
- Font, L. 1983. Atlas climático de España. Instituto nacional de Meteorología, Madrid.
- Font Quer, P. 1928. De flora occidentale adnotaciones. *Cavanillesia* 128: 68-79.
- Font Quer, P. 1949. Acerca de la presencia de algunas especies atlánticas y subatlánticas en Cataluña. *Portugaliae Acta Biologica* Julio Henriques: 87-96.
- Franco, J.A. 1964. O azereiro e as ginjeiras bravas. *Bol. Soc. Port. Ciências Naturais* 10: 66-90.
- García, B. 2002. Interés de los estudios demográficos en la conservación. Catalogación de especies amenazadas. Pp 15-26. In: A. Bañares Baudet (ed.) *Biología de la conservación de plantas amenazadas*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.
- García-Antón, M.; Maldonado, J.; Morla, C.; Sainz, H. 2002. Fitogeografía histórica de la península Ibérica. In: F.D. Pineda, J.M. de Miguel, M.A. Casado, J. Montalvo (eds.). *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall. Madrid. p. 45-64.
- García, D.; Zamora, R. 2003. Persistence, multiple demographic strategies and conservation in long-lived Mediterranean plants. *J. Veg. Sci.* 14: 921-926.
- García-Herrera, J.J.; López-Izquierdo, P. 2005. Restauración de la vegetación en los pinares del Parque Nacional de Cabañeros. Centro Administrativo 13194-Pueblonuevo del Bullaque. Ciudad Real. p. 31.
- Gatsuk, L.E.; Smirnova, O.V.; Vorontzova, L.I.; Zaugolnova, L.B.; Zhukova, L.A. 1980. Age states of plants of various growth forms: a review. *J. Ecol.* 68: 675-696.
- Gené, C.; Espelta, J.M.; Gràcia, M.; Retana, J. 1993. Identificación de anillos anuales de crecimiento de la encina (*Quercus ilex* L.). *Orsis* 8: 127-139.
- Gomez, J.M.; Bosch, J.; Perfectti, F.; Fernandez, J.; Abdelaziz, M. 2007. Pollinator diversity affects plant reproduction and recruitment: the tradeoffs of generalization. *Oecologia* 153: 597-605.
- Gómez-Aparicio, L.; Zamora, R.; Gómez, J.M. 2005. The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. *Biol. Conserv.* 121: 195-206.
- Gutiérrez i Perearnau, C. 1996. El Carboneig l'eixample del Montseny. *Alta Fulla*. Barcelona. p. 192.
- Gutiérrez i Perearnau, C.; Sáez, L. 1996. Aportacions al coneixement de la flora vascular del Montseny. *Fol. Bot. Misc.* 10: 67-75.
- Gutiérrez i Perearnau, C.; Sáez, L. 1994. Inventari de les poblacions de *Prunus lusitanica* L. subsp. *lusitanica* al Montseny i Les Guilleries. Inédito. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- Hampe, A.; Arroyo, J.; Jordano, P.; Petit, J. 2003. Rangewide phylogeography of a bird-dispersed Eurasian shrub: contrasting Mediterranean and temperate glacial refugia. *Mol. Ecol.* 12: 3415-3426.
- Harcombe, P.A. 1987. Tree life tables. *BioScience* 37: 557-568.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- Iriondo, J.M.; Albert, M.J.; Giménez Benavides, L.; Domínguez Lozano, F. & Escudero, A. (eds.) 2009. *Poblaciones en Peligro: Viabilidad Demográfica de la Flora Vascular Amenazada de España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. p 242.

- Kirkpatrick, M. 1984. Demographic models based on size, not age, for organism with indeterminate growth. *Ecology* 65:1874-1884.
- Koop, H. 1987. Vegetative reproduction of trees in some European natural forest. *Vegetatio* 72: 103-110.
- Lázaro, A.; Traveset, A. 2006. Reproductive success of the endangered shrub *Buxus balearica* Lam. (Buxaceae): pollen limitation, and inbreeding and outbreeding depression. *Plant Syst. Evol.* 261: 117-128.
- Levin, D.A. 2000. The origin, expansion, and demise of plant species. Oxford University Press. New York.
- López i Cortijo, J. 1987. Una nova localitat de *Prunus lusitanica* L. al Montseny. *Butll. Inst. Catalana Hist. Nat.* 54: 91.
- López i Cortijo, J. 1991. Llorer-cirer silvestre (*Prunus lusitanica*): noves localitats d'una espècie raríssima al Montseny. *Sitja del Llop* 1: 12.
- Mai, D.H. 1991. Palaeofloristic Changes in Europe and the Confirmation of the Arctotertiary Palaeotropical Geofloral Concept. Review of Palaeobot. and Palyno. 68: 29-36.
- Maschinski, J.; Baggs, J.E.; Quintana-Ascencio, P.E.; Menges, E.S. 2006. Using population viability analysis to predict the effects of climate change on the extinction risk of an endangered limestone endemic shrub, Arizona cliffrose. *Conserv. Biol.* 20: 218-228.
- Mejías, J.A.; Arroyo, J.; Ojeda, F. 2002. Reproductive ecology of *Rhododendron ponticum* (Ericaceae) in relict Mediterranean populations. *Bot. J. Linn. Soc.* 140: 297-311.
- Mendoza, A.; Franco, M. 1998. Sexual reproduction and clonal growth in *Reinhardtia gracilis* (Palmae), an understory tropical palm. *Am. J. Bot.* 85: 521.
- Menges, E.S.; Gordon, D.R. 1996. Three levels of monitoring for rare plants species. *Nat. Areas J.* 16: 227-237.
- Niklas, K.J.; Midgley, J.J.; Rand, R.H. 2003. Tree size frequency, plant density, age and community disturbance. *Ecol. Lett.* 6: 405-411.
- Ogden, J. 1981. Dendrochronological studies and the determination of tree ages in the Australian tropics. *J. Biogeogr.* 8: 405-420.
- Peñuelas, J.; Boada, M. 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Glob. Change Biol.* 9: 131-140.
- Pié, G. 2005. Estudi de la distribució de *Prunus lusitanica* a la regió de Riells. VI Trobada d'Estudiosos del Montseny Diputació de Barcelona. p. 67-69.
- Pignatti, S. 1978. Evolutionary trends in Mediterranean flora and vegetation. *Vegetatio* 37: 175-185.
- Plieninger, T.; Pulido, F.J.; Konold, W. 2003. Effects of land use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environ. Conserv.* 30: 61-70.
- Postigo-Mijarra, J.M.; Barrón, E.; Gómez Manzaneque, F.; Morla C. 2009. Floristic changes in the Iberian Peninsula and Balearic Islands (south-west Europe) during the Ceno-zoic. *J. Biogeogr.* 36: 2025-2043.
- Pulido, F.; Valladares, F.; Calleja, J.A.; Moreno, G.; Gonzalez-Bornay, G. 2008. Tertiary relict trees in a Mediterranean climate: abiotic constraints on the persistence of *Prunus lusitanica* at the eroding edge of its range. *J. Biogeogr.* 35: 1425-1435.
- Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. In: H. Synge (ed.). *The biological aspects of rare plant conservation*. Wiley & Sons. New York. p. 205-217.
- Rodríguez-Sánchez, F.; Perez-Barrales, R.; Ojeda, F.; Vargas, P.; Arroyo, J. 2008. The Strait of Gibraltar as a melting pot for plant biodiversity. *Quaternary Sci. Rev.* 27: 2100-2117.

- Sáez, L.; Aymerich, P.; Blanché, C. 2010. Llibre vermell de les plantes endèmiques i amenaçades de Catalunya. Argania editio. Barcelona. p. 811.
- Santiago-Beltrán, R. 2001. *Prunus lusitanica* L. en la Península Ibérica, Departamento de Silvopascicultura, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Silvertown, J. & Charlesworth, B. 2001. Plant Population Biology, 4 edition. Blackwell Science, Oxford.
- Svenning, J.-C. 2000. Growth strategies of clonal palms (Arecaceae) in a neotropical rainforest, Yasuni, Ecuador. *Aus. J. Bot.* 48: 167-178.
- Thomas, C.D.; Cameron, A.; Green, R.E.; Bakkenes, M.; Beaumont, L.J.; Collingham, Y.C.; Erasmus, B.F.N.; de Siqueira, M.F.; Grainger, A.; Hannah, L.; Hughes, L.; Huntley, B.; van Jaarsveld, A.S.; Midgley, G.F.; Miles, L.; Ortega-Huerta, M.A.; Peterson, A.T.; Phillips, O.L.; Williams, S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Van der Hammen, T.; Wijmstra, T.A.; Zagwijn, W.H. 1971. The flora record of the Late Cenozoic of Europe. *In*: H.K. Turekian (ed.). The late cenozoic glacial ages. Yale University Press. London. p. 391-424.
- Weekley, C.W.; Race, T. 2001. The breeding system of *Ziziphus celata* Judd and DW Hall (Rhamnaceae), a rare endemic plant of the Lake Wales Ridge, Florida, USA: implications for recovery. *Biol. Conserv.* 100: 207-213.
- Weiss, S.; Ferrand, N. (eds.) 2007. Phylogeography of southern European refugia. Springer. Dordrecht. p. 377.